



HAL
open science

ZOOPLANCTON DU LÉMAN - CAMPAGNE 2020

Serena Rasconi, O. Anneville, Leslie Lainé

► **To cite this version:**

Serena Rasconi, O. Anneville, Leslie Lainé. ZOOPLANCTON DU LÉMAN - CAMPAGNE 2020. Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman - CIPEL. 2021. hal-04681513

HAL Id: hal-04681513

<https://hal.science/hal-04681513v1>

Submitted on 29 Aug 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License

ZOOPLANCTON DU LÉMAN

THE ZOOPLANCTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2020

Serena RASCONI, Orlane ANNEVILLE et Leslie LAINE

INRAE-UMR CARRETEL, CS 50 511, F-74203 THONON LES BAINS CEDEX

RÉSUMÉ

Le zooplancton microcrustacéen du Léman en 2020 a été dominé par les copépodes calanoïdes, dont *Eudiaptomus gracilis* était le seul représentant. En fin d'hiver (janvier et février), les abondances étaient faibles. Le développement printanier n'a pas pu être suivi en raison de l'interruption des échantillonnages en mars et avril due à la pandémie COVID-19. À la reprise au mois de mai, un premier pic formé principalement de calanoïdes et cyclopoïdes est observé. Les abondances de ces deux groupes sont restées importantes pendant tout l'été et le pic maximum a été atteint fin août. Un troisième pic d'abondance a été atteint en novembre représentés par les cladocères herbivores daphniidés. Les cladocères carnivores ont été plus abondants à partir de la fin de la saison estivale avec un maximum pour les *Leptodora* à la fin du mois d'août et pour *Bythotrephes* au mois de novembre.

À l'échelle interannuelle, les effectifs de la communauté microcrustacéenne présentent une tendance à la baisse remarquée depuis les dernières années. Une réduction des effectifs pour la plupart des groupes zooplanctoniques est remarquée, notamment pour les cladocères herbivores qui montrent une tendance constante à la baisse depuis 2014. Leurs effectifs étaient particulièrement faibles en 2020. Le seul groupe qui a présenté des valeurs d'abondance plus élevées en 2020 par rapport à l'année précédente était le cladocère carnivore *Leptodora*.

La communauté des rotifères a présenté un pic d'abondance en juin et s'est maintenue pendant toute la période estivale. Elle était dominée par l'espèce *Polyarthra* sp. au printemps et *Keratella cochlearis* en été. *Pompholyx sulcata* a également été majoritaire pendant l'été et a atteint son pic d'abondance en août.

L'évolution interannuelle de l'abondance des larves des mollusques *Dreissena* sp. était stable depuis les années 2000 avec une saisonnalité marquée par de fortes abondances en été. Cependant, dès 2017, un changement dans la phénologie est observé certainement dû à l'arrivée de *Dreissena bugensis*. La présence des larves est ainsi observée durant les mois d'hiver déjà à partir de février.

ABSTRACT

The crustacean zooplankton of Lake Geneva was dominated in 2020 by the copepods calanoids, only represented by *Eudiaptomus gracilis*. During winter (January and February) the abundance was low. In this particular year, the sampling campaign had to be interrupted during March and April due to the COVID-19 pandemic and the total lockdown. The spring development was therefore not recorded and in May the calanoids and cyclopoids abundance was already high and reached a first peak. The values remained high during summer and the major peak was recorded at the end of August. A third abundance peak was reached in November, mainly represented by herbivorous cladoceran daphnids. The abundance of the carnivorous cladocerans increased towards the end of summer, the maximum of the *Leptodora* occurred at the end of August and the maximum of *Bythotrephes* in November.

The long term dynamic confirmed the downward trend observed during the last years for almost all the zooplankton groups. Notably the herbivorous cladocerans considerably decreased compared to the previous years. The only group that increased in 2020 compared to 2019 was the carnivorous cladocerans *Leptodora*.

The rotifers community was dominated during springtime by the species *Polyarthra* sp., which was responsible for the peak of abundance recorded in June. During summer *Keratella cochlearis* and *Pompholyx sulcata* were the most abundant species, which peaked during August.

The interannual evolution of the mollusc larvae *Dreissena* sp. was stable during the year 2000s, and the presence was recorded only during summer. However, since 2017 a change in the phenology has been observed, most likely due to the appearance of the species *Dreissena bugensis*. The seasonal development is extended to the winter period as well and in 2020 *Dreissena* sp. was recorded as soon of February.

1. INTRODUCTION

Le zooplancton comprend deux principales classes : les crustacés et les rotifères. Il constitue un maillon majeur dans le fonctionnement de l'écosystème car il est à la fois un régulateur d'abondance du phytoplancton (Anneville et al. 2019) et une source de nourriture pour les consommateurs secondaires. Il représente donc un lien trophique essentiel pour le transfert de la biomasse phytoplanctonique aux consommateurs supérieurs. Il constitue également un compartiment hétérogène en termes de taille, stade de vie (adultes vs nauplii), stratégies trophiques (herbivores vs carnivores), ainsi qu'en termes de qualité nutritionnelle pour les consommateurs. Il est donc très important d'effectuer un suivi complet et identifier les différents taxons, leurs traits fonctionnels et les interactions avec les autres compartiments du réseau pélagique. Ceci permet d'évaluer de manière approfondie le rôle du zooplancton dans les processus de fonctionnement de l'écosystème, tels que la capacité des herbivores à contrôler les biomasses phytoplanctoniques (et par conséquent l'impact sur la qualité du milieu). Ou d'estimer la quantité de proies disponibles et leur qualité nutritionnelle pour les niveaux trophiques supérieurs, tel que le poisson (et donc l'impact en termes de services écosystémiques). Le suivi de la CIPEL porte sur les rotifères (organismes filtreurs d'algues, bactéries et flagelles, dont la taille se situe entre 50 µm et 2000 µm) et les microcrustacés (i.e. les crustacés entomostracés herbivores et carnivores, dont la taille se situe entre 200 µm et 4000 µm) récoltés dans le domaine pélagique.

En 2020, la communauté microcrustacéenne pélagique du Léman est composée des copépodes (dont font partie les calanoïdes et les cyclopoïdes) et des cladocères. Les calanoïdes sont représentés par la seule espèce *Eudiaptomus gracilis* (herbivore), et les cyclopoïdes sont représentés par l'espèce *Cyclops prealpinus* (carnivore) et ses formes larvaires (nauplii, herbivores). Les cladocères herbivores sont représentés par des daphniidés (*Daphnia* sp.) et des bosminidés (*Eubosmina* sp.), les cladocères carnivores sont représentés par *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus*.

Les rotifères sont majoritairement représentés par des espèces des genres *Synchaeta* (filtreurs de flagellés hétérotrophes), *Keratella* (prédateur de flagellés hétérotrophes) et *Kellicottia* (filtreur de flagellés hétérotrophes), tous appartenant à la classe des rotifères Monogononta. Ils sont présents dans la colonne d'eau toute l'année sauf en janvier et en décembre où leur abondance est faible.

Un troisième groupe peut être observé dans les échantillons. Il s'agit des larves de mollusques de la famille des Dreissenidae (*Dreissena* sp.). Ces organismes sont originaires de la région de la Mer Caspienne et sont désormais répandus dans les canaux et grands lacs européens (BIRNBAUM, 2011). Ils sont connus en France depuis le XIX^e siècle. Ils ont été observés dans le Léman depuis les années 60 (BINDER 1965) où ils ont été transportés via les canaux de navigation (BOUQUEREL 2008). Parmi eux, deux espèces sont présentes dans les grands lacs alpins. La moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), connue depuis le début du 20^{ème} siècle, était considérée comme la principale espèce invasive. Depuis les années 1980, la moule quagga (*Dreissena bugensis*) est aussi apparue comme invasive et supplante progressivement la moule zébrée. Ces espèces sont en effet très similaires, bien que la moule quagga préfère des eaux plus profondes. Elle peut facilement croître en présence de faibles concentrations de nutriments et à basse température. La phénologie de ces deux espèces est différente (MCMAHON 1996). La moule quagga possède une saisonnalité plus ample avec des phases de croissance active également en saison de basse température.

Les données de dynamique saisonnière et les tendances interannuelles des organismes zooplanctoniques sont présentées dans ce chapitre. Ce document traite : (i) des biovolumes sédimentés des microcrustacés, (ii) de la dynamique saisonnière des principaux taxons de microcrustacés et rotifères (iii) des tendances interannuelles observées sur les communautés de microcrustacés (iv) ainsi que l'évolution interannuelle de l'abondance saisonnière des larves du mollusque *Dreissena* sp.

2. METHODES

L'échantillonnage a été mensuel pendant les mois de janvier, février, mai, octobre, novembre et décembre et bimensuel pendant les autres mois. Exceptionnellement en 2020, les échantillonnages ont dû être interrompus en mars et avril à cause du confinement imposé par la pandémie COVID-19. Le site d'échantillonnage est localisé à la station SHL2, située au milieu du lac. Les microcrustacés et rotifères ont été recueillis respectivement à l'aide d'un filet jumelé à vide de maille de 200 µm et 64 µm. Les prélèvements ont été effectués par un trait vertical réalisé depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface. Les échantillons ont été fixés au formol à 5% immédiatement après le prélèvement.

De retour en laboratoire, les échantillons prélevés à l'aide du filet de vide de maille de 200 µm (destiné au comptage des microcrustacés), ont été mis à décanter durant 24 heures dans des entonnoirs cylindro-coniques gradués, à l'abri des vibrations, afin de mesurer le biovolume sédimenté. Le volume du phytoplancton déposé au-dessus du zooplancton n'est pas pris en compte. Les microcrustacés ont été ensuite dénombrés par espèce et stade de développement. Le dénombrement a été réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous échantillon.

Les rotifères ont été dénombrés à partir de l'échantillon prélevé au filet à vide de maille de 64 µm. Après homogénéisation du prélèvement, une fraction (1 ml ou 0.5 ml en fonction de l'abondance des algues dans le milieu) de l'échantillon a été mise à sédimenter dans une chambre de comptage planctonique (UTERMÖHL, 1958) pendant la nuit, puis examinée au microscope inversé. Le dénombrement a été fait à l'espèce ou au genre suivant les taxons.

Pour chaque catégorie taxonomique (microcrustacés et rotifères), le nombre d'individus a été ramené à l'unité de surface selon la formule suivante :

$$\text{Abondance} = N_{\text{ind.ss.ech}} \times (V_{\text{ech.total}} / V_{\text{ss.ech}}) \times (H_{\text{filtrée}} / V_{\text{filtré}})$$

Où : $N_{\text{ind.ss.ech}}$ est le nombre d'individus dénombrés dans le sous-échantillon, $V_{\text{ech.total}}$ est le volume de l'échantillon total ajusté (en ml), $V_{\text{ss.ech}}$ est le volume du sous-échantillon (en ml), $H_{\text{filtrée}}$ est la hauteur de colonne d'eau filtrée, ou la profondeur du prélèvement (50 m) et $V_{\text{filtré}}$ est le volume filtré par le filet (4.81 m³).

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1 DYNAMIQUE SAISONNIERE DES MICROCRUSTACES

Le biovolume sédimenté était faible en janvier et février, les valeurs étaient plus hautes au mois de mai (figure 1a), en raison de l'augmentation des effectifs de calanoïdes qui ont atteint un premier pic d'abondance en printemps (figure 1b). Une diminution de la transparence apparaît également à cette période qui traduit un démarrage de l'activité phytoplanctonique (RIMET, ce rapport). Le biovolume a continué d'augmenter jusqu'au mois de septembre où il a atteint le pic maximal. Après une diminution, les biovolumes sont restés élevés en novembre pour diminuer ensuite rapidement en fin d'année (figure 1a).

Tout comme dans les années précédentes (2018 et 2019), la communauté de microcrustacés est largement dominée par les calanoïdes (figure 1b). Parmi eux, les cyclopoïdes sont bien présents en été, où ils sont plus abondants que les cladocères. Cette tendance est inversée en fin d'année pour les mois d'octobre et novembre.

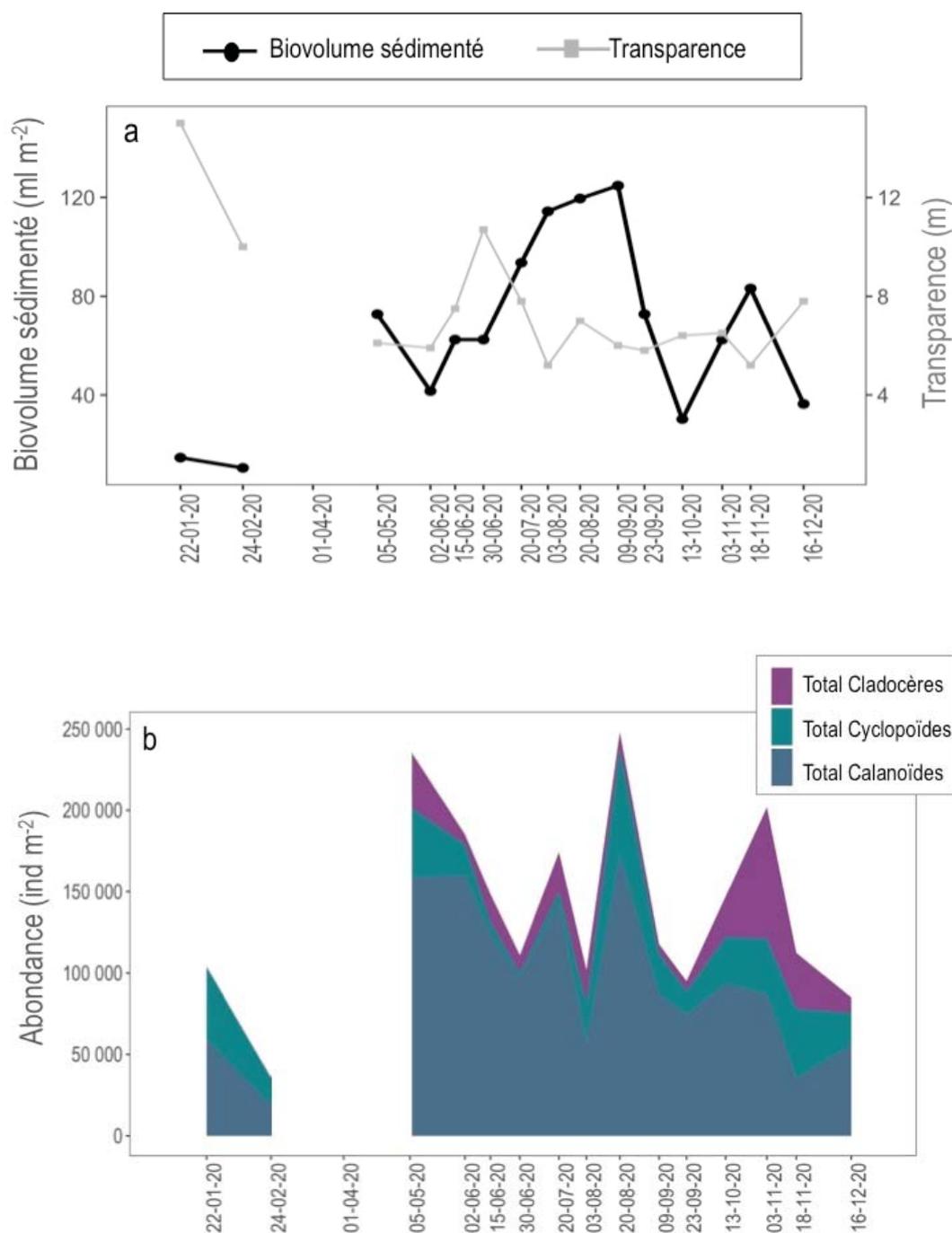


Figure1 : a. Evolution saisonnière comparée des biovolumes de zooplancton sédimenté et de la transparence des eaux en 2020. b. Evolution saisonnière de l'abondance des grands groupes zooplanctoniques microcrustacés (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 1: a. Seasonal changes in zooplankton biovolume (black line) and water transparency (grey line) in 2020. b. Seasonal dynamic of the principal microcrustacean groups (Lake Geneva, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

En ce qui concerne les copépodes, en 2020, tout comme pour les années précédentes, la communauté des cyclopoïdes était uniquement composée de *Cyclops prealpinus* et de ses formes larvaires (nauplii) (figure 2). L'abondance des cyclopoïdes était particulièrement haute en janvier puis a diminué en février. A la reprise des échantillonnages en mai des abondances élevées sont observées, suivie par une baisse rapide. Le pic minimum a eu lieu fin juin (2×10^3 ind m⁻²), ensuite les effectifs ont commencé à augmenter dès le mois de juillet.

Suite à l'accroissement du nombre de nauplii, l'abondance de *Cyclops* adultes a augmenté de façon importante au cours du mois d'août et le pic maximal a été observé fin août (54×10^3 ind m^{-2}). Les abondances ont baissé pendant l'automne. Cependant, une augmentation en hiver et un dernier pic d'abondance au mois de novembre est relevé avant de retrouver des valeurs typiquement hivernales avec des abondances d'environ 1.5×10^3 ind m^{-2} au mois de décembre.

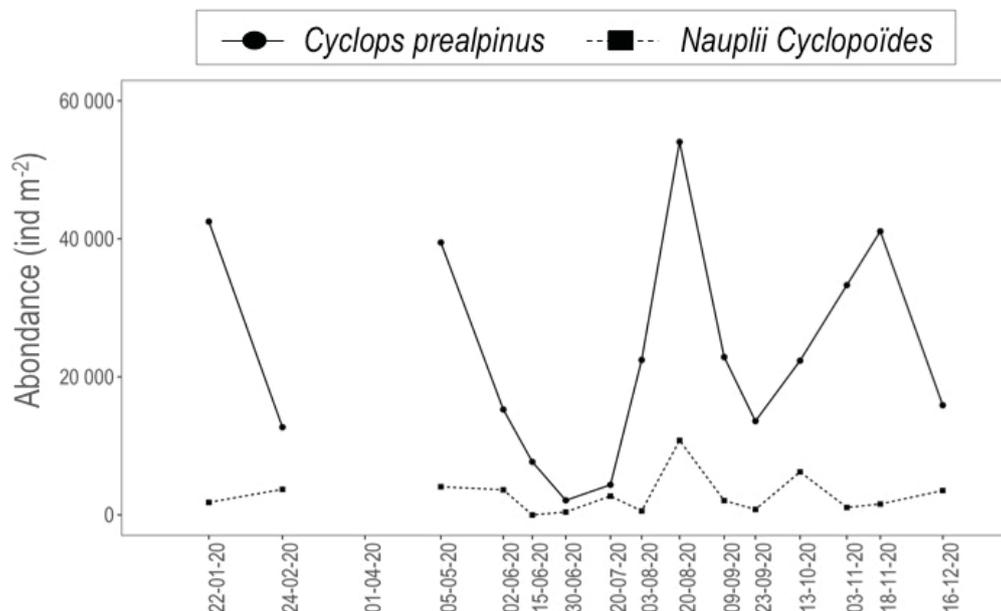


Figure 2 : Evolution saisonnière de l'abondance des cyclopoïdes en 2020 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 2 : Seasonal dynamic of cyclopoids abundance in 2020 (Lake Geneva, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

Chez les calanoides, *E. gracilis* a suivi en début d'année 2020 une dynamique similaire à *Cyclops prealpinus*, avec des valeurs d'abondance particulièrement hautes en janvier et plus basses en février (figure 3). Des valeurs élevées ont été retrouvées également au mois de mai avec un premier pic d'abondance (28×10^3 ind m^{-2}), suivi par des amples oscillations au cours de l'été. Le pic maximum a été observé fin août (142×10^3 ind m^{-2}), puis une diminution au cours de l'automne. *E. gracilis* est un organisme herbivore qui se nourrit de phytoplancton. En 2020, une dynamique synchrone avec la biomasse phytoplanctonique est à noter (RIMET, ce rapport). Les valeurs les plus élevées sont observées au printemps pendant la période de croissance de la diatomée de petite taille *Cyclotella costei*, qui constitue une ressource nutritionnelle importante. Suite à la croissance de *E. gracilis*, une pression de prédation importante a été exercée sur la population des diatomées, qui ont fortement diminué pendant le mois de juin (RIMET, ce rapport).

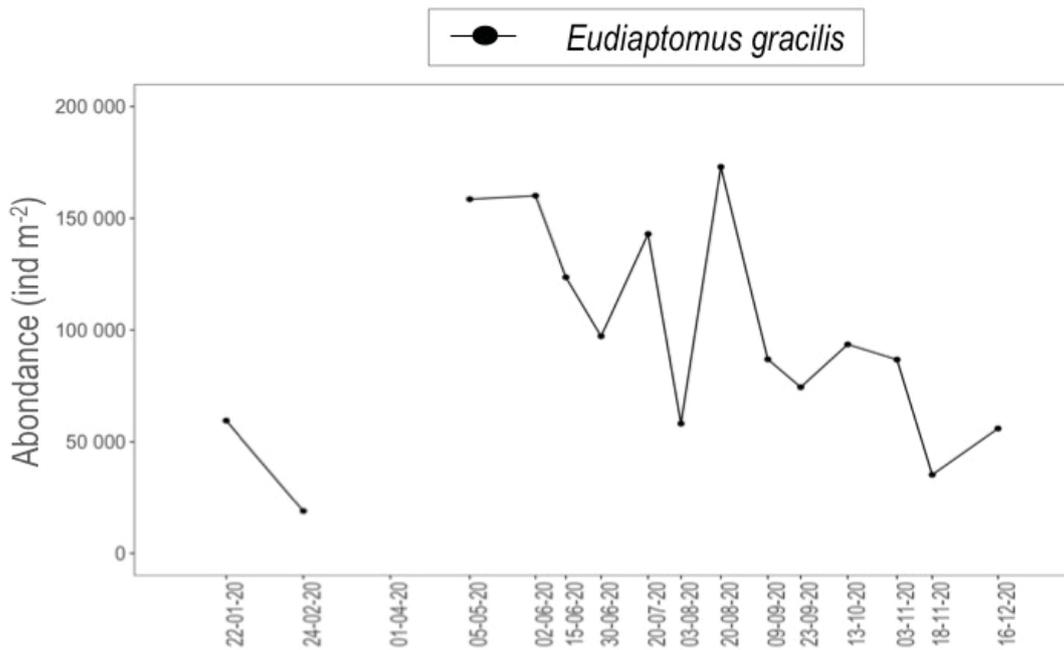
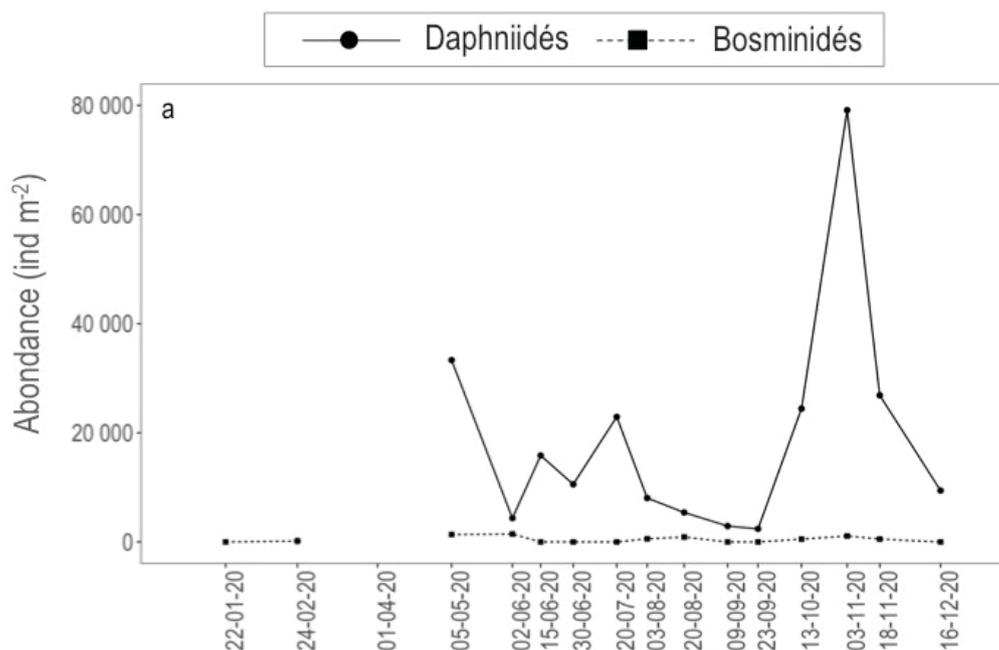


Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance du calanoïde *Eudiaptomus gracilis* en 2020 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 3 : Seasonal dynamic of the calanids *Eudiaptomus gracilis* in 2020 (Léman, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

Chez les cladocères, en 2020, l'abondance des daphniidés et bosminidés herbivores (figure 4a) est restée assez faible pendant toute la période printanière. Un premier pic d'abondance des daphniidés est relevé au mois de mai, après la reprise des échantillonnages (33×10^3 ind m⁻²), suivi par des valeurs de croissance variable pendant l'été. Le maximum d'abondance a été observé début novembre, plus tardif qu'en 2019 (le pic était survenu entre fin août et fin septembre) mais avec un nombre d'effectifs comparable (75×10^3 ind m⁻² en 2019 et 79×10^3 ind m⁻² en 2020) L'abondance des bosminidés est restée faible durant toute l'année 2020.



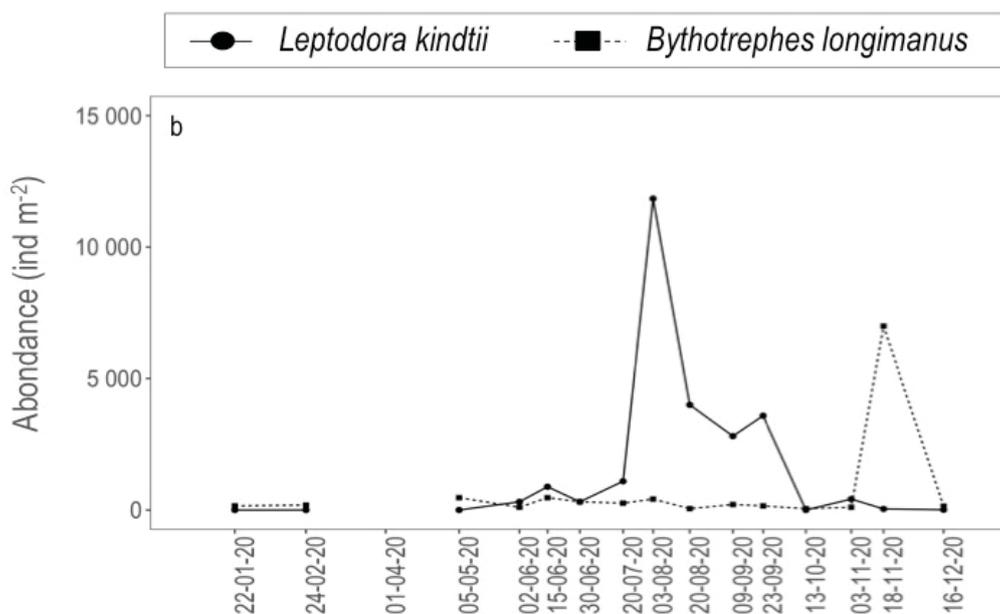


Figure 4 : Evolution saisonnière de l'abondance des Cladocères a. herbivores b. carnivores en 2020 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 4 : Seasonal dynamic of the abundance of a. herbivorous and b. carnivorous Cladocera in 2020 (Lake Geneva, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

Les cladocères carnivores (figure 4b) sont restés en 2020 quasiment absents pendant la période printanière et ont montré une croissance des abondances à partir du mois de juillet. L'espèce majoritairement représentée pendant la période estivale a été *Leptodora kindtii* qui a atteint le pic maximal le 8 août (12×10^3 ind m⁻²). Suite à ce pic, les abondances ont diminué progressivement jusqu'aux valeurs minimales de l'hiver. En novembre, l'espèce *Bythotrephes longimanus* a présenté un pic exceptionnel (6.9×10^3 ind m⁻²), suivi d'une chute d'abondance pour revenir aux valeurs minimales de l'année en décembre (145 ind m⁻²). Les valeurs d'abondance de *L. kindtii* ont été en effet plus cohérentes avec le développement saisonnier de ces organismes, qui se caractérisent habituellement par une croissance en saison chaude. La croissance hivernale du zooplancton herbivore tels que les daphniidés, a pu constituer une ressource en soutien du développement tardif du zooplancton carnivore.

3.2 AUTRES GROUPES PLANCTONIQUES

3.2.A ROTIFERES

Les rotifères présentent des abondances plus élevées que celles des microcrustacés. La moyenne d'abondance annuelle étant de 12.9×10^6 et 1.4×10^5 individus m⁻² respectivement pour les rotifères et les microcrustacés. En moyenne, 80% des effectifs d'abondance zooplanctoniques sont représentés par les rotifères. En 2020, la communauté de rotifères était composée de 18 taxons qui se sont succédés en présentant une claire dynamique saisonnière. La dynamique annuelle (figure 5a) était caractérisée par deux pics d'abondance, en été et en automne (respectivement 28×10^5 ind m⁻² et 39×10^5 ind m⁻²).

En début d'année, lors de la première phase de croissance, la communauté était dominée par l'espèce *Polyarthra sp.* qui représentait 75% des effectifs totaux des rotifères. Suite à la reprise des échantillonnages en mai, les abondances retrouvées sont du même ordre de grandeur (respectivement 8.5×10^5 ind m⁻² en février et 8.5×10^5 ind m⁻² en mai). La communauté était cependant plus diversifiée avec quatre espèces observées (*Polyarthra sp.*, *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Synchaeta sp.*) représentant chacune environ 20% des effectifs. En été, *Keratella cochlearis* est devenue l'espèce principale. Le pic d'abondance a été atteint en juin (14×10^5 ind m⁻²). Ensuite, cette population s'est maintenue à des abondances importantes pendant toute la période estivale. Pendant la même période, *Pompholyx sulcata* est devenue majoritaire, son pic d'abondance a été atteint en août (15×10^5 ind m⁻² et 55% des effectifs totaux). Cette population voit ensuite ses effectifs diminuer puis laisse place à *Conochilus unicornus*, *Keratella cochlearis* et *Polyarthra sp.* qui sont redevenues prédominantes.

Elles représentent les espèces majoritaires du pic maximal d'abondance totale de rotifères de 21×10^5 ind m^{-2} , observé le 23 septembre. A partir du mois d'octobre, *Polyarthra sp.* domine principalement la communauté avec une abondance de 8.4×10^5 ind m^{-2} pour représenter 51% des effectifs totaux (figure 5b). Les abondances des rotifères ont baissé ensuite rapidement et les valeurs minimales ont été observé pendant les mois de novembre et décembre.

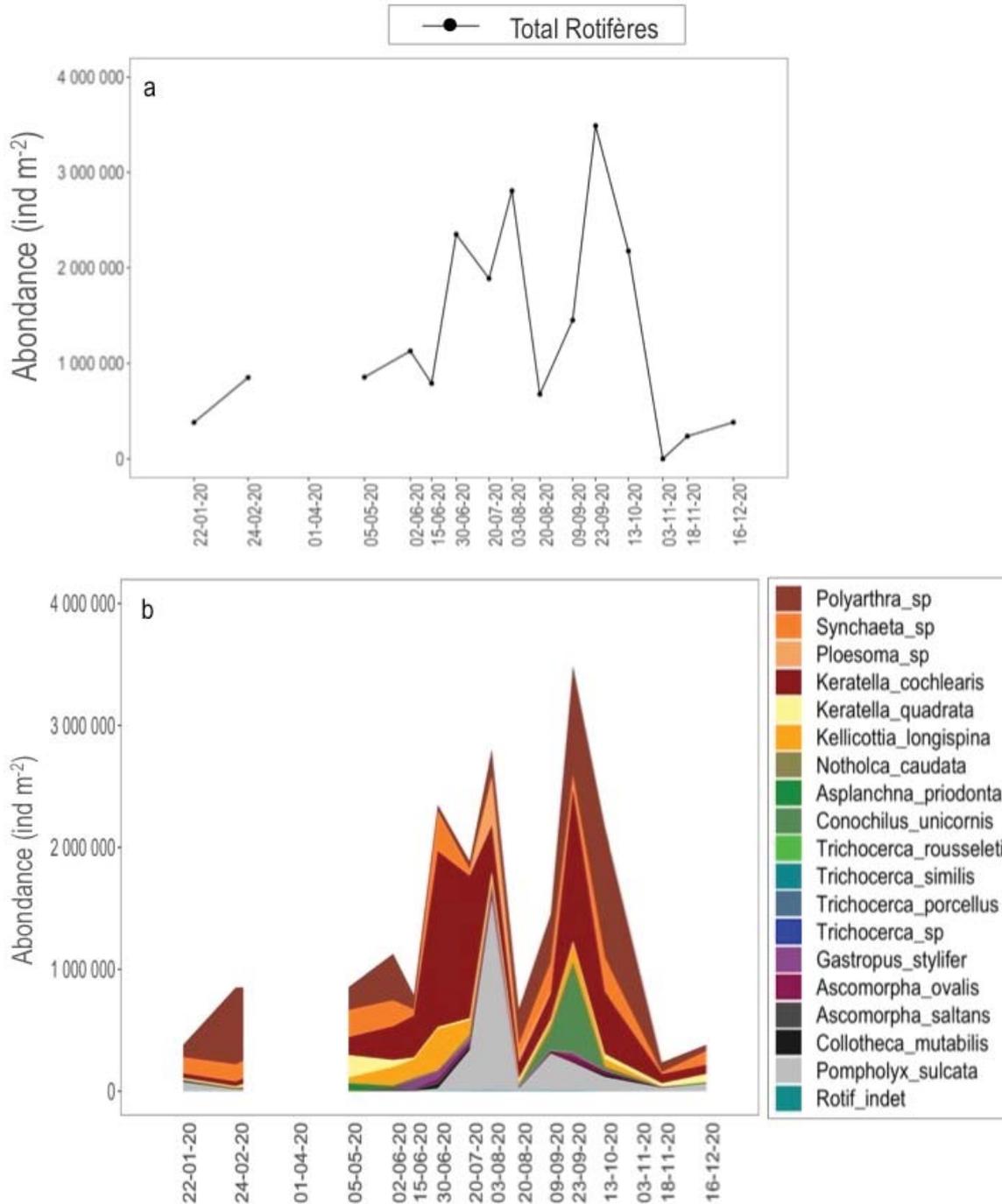


Figure 5 : Evolution saisonnière a. de l'abondance totale des rotifères, b. des principaux taxons identifiés dans le Léman (SHL2) en 2020. Les dates correspondent aux dates de campagnes.

Figure 5 : Seasonal dynamic of a. total abundance and b. the identified taxa of Rotifera in Lake Geneva in 2020. The dates correspond to the sampling dates.

3.3 DYNAMIQUE INTERANNUELLE ET EVOLUTION A LONG-TERME DU ZOOPLANCTON MICROCRUSTACEEN

La majorité des taxons de microcrustacés présente des tendances interannuelles fortement marquées (figure 6). L'abondance de ces consommateurs est contrainte par la disponibilité et qualité de la ressource alimentaire (matière organique en suspension, biomasse phytoplanctoniques, abondance des autres organismes zooplanctoniques pour les espèces prédatrices) et par la pression de prédation exercée par les consommateurs secondaires et supérieurs, tels que les poissons planctivores.

Depuis les années 1980, une tendance à la baisse de l'abondance des microcrustacés est observée, principalement entraînée par une diminution des cladocères herbivores (daphniidés et bosminidés), des cladocères carnivores (*B. longimanus* et *L. kindtii*) et des cyclopoïdes. Les calanoïdes au contraire s'inscrivent dans une tendance inverse avec une augmentation de leur abondance dès les années 2000.

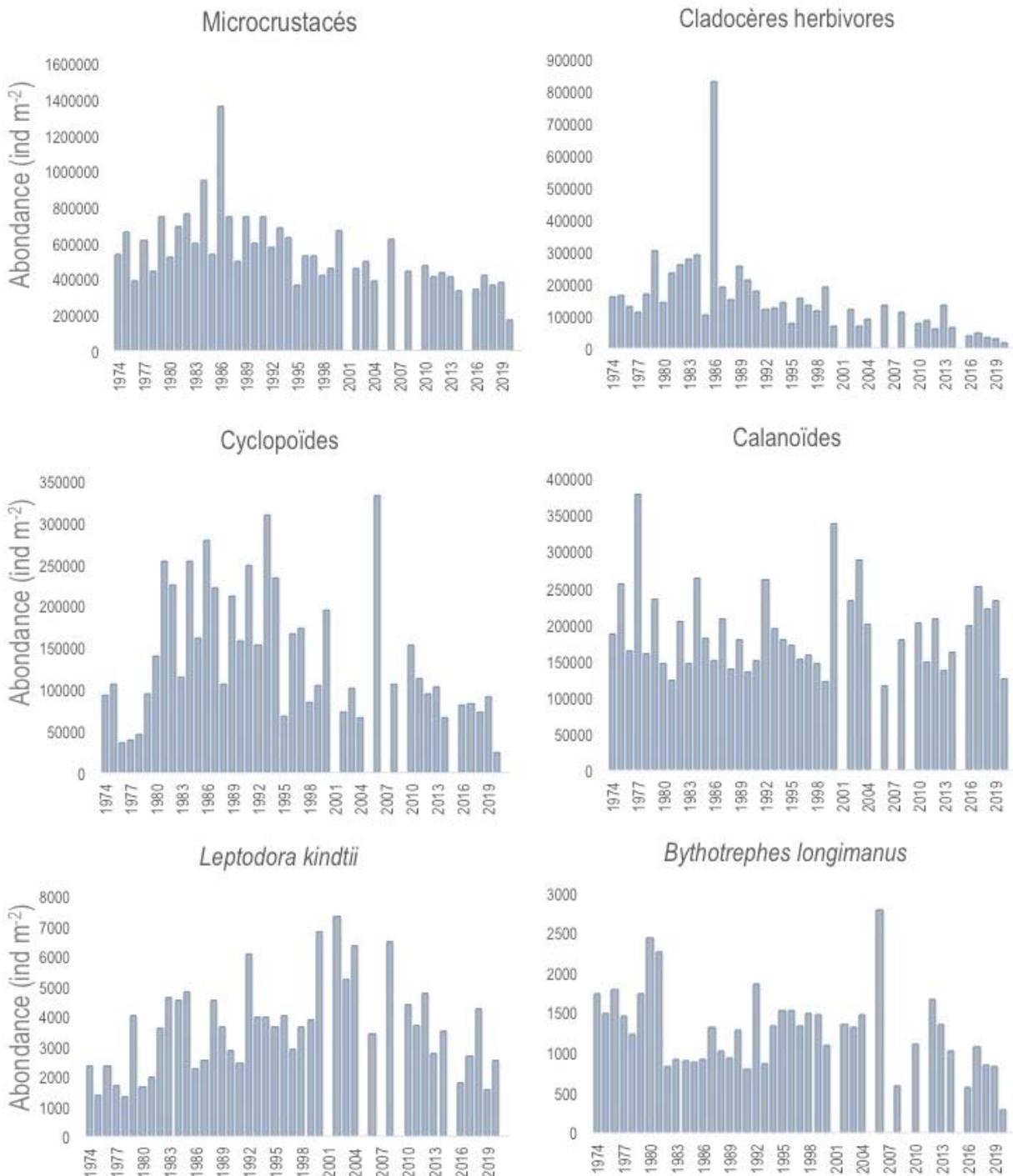


Figure 6 : Evolution interannuelle de l'abondance moyenne des différentes catégories de zooplancton microcrustacéen (Léman, SHL2 ; moyenne de mars à septembre). En raison du manque d'échantillons, les années 2001, 2005, 2007, 2009 et 2015 n'ont pas été incluses. Pour l'année 2020 les moyennes ont été calculées de mai à septembre

Figure 6 : Long-term pattern of abundances of the microcrustacean zooplankton (Lake Geneva, SHL2). Values are averaged for the period March-September, years 2001, 2005, 2007, 2009 and 2015 were not included. For 2020 values are averaged for the period Mai - September

En 2020, ces tendances semblent pour la plupart se confirmer, même si les moyennes de 2020 sont à considérer avec prudence en raison de l'absence de données en mars et avril. L'abondance des microcrustacés totaux a fortement baissé par rapport à l'année précédente, les valeurs étaient de 37×10^4 ind m^{-2} en 2019 et 16×10^4 ind m^{-2} en 2020. Les groupes qui ont majoritairement diminué sont les cladocères herbivores, dont les valeurs ont baissé de 27×10^3 ind m^{-2} en 2019 à 15×10^3 ind m^{-2} en 2020. Les cyclopoïdes ont également fortement diminué en 2020. Les calanoïdes étaient également moins abondants en 2020, alors que dans les années précédentes ce taxon ne présentait pas de tendance à la baisse. *B. longimanus* a suivi la tendance à la baisse enregistrée pour la plupart des groupes de microcrustacés avec des abondances également en forte baisse (816 ind m^{-2} en 2019 et 288 ind m^{-2} en 2020). En revanche, *L. kindtii* est le seul groupe qui a présenté un accroissement des effectifs par rapport aux valeurs de 2019. Néanmoins ce taxon se maintient à des valeurs faibles par rapport à celles atteintes dans les années 2000.

L'évolution interannuelle de l'abondance des microcrustacés en 2020 reste cohérente avec les années précédentes bien que la tendance à la baisse semble renforcée, notamment par la constante diminution des cladocères herbivores. Cette baisse générale des principaux taxons du zooplancton contribue donc à la diminution de l'abondance des microcrustacés qui s'était initiée à la fin des années 80 avec la diminution des effectifs des daphnies. Les daphnies ont un rôle écologique clés dans le transfert trophique, elles constituent des importants filtreurs herbivores et sont des proies importantes pour les consommateurs supérieurs tels que les poissons planctivore. Cette baisse de l'abondance des cladocères herbivores serait induite par l'augmentation d'une pression de prédation par les corégones (VOGEL, 2014) en lien avec la réoligotrophisation et le réchauffement du Léman (ANNEVILLE et al. 2017) et une baisse de la qualité de la ressource alimentaire (PERGA et LAINE, 2015).

3.4 DYNAMIQUE SAISONNIERE DE *DREISSENA SP.*

Les abondances des larves de mollusques du genre *Dreissena sp.* étaient importantes (29×10^3 ind m^{-2}) dans la période estivale des années 2000 (Figure 7). Les valeurs plus élevées avaient été enregistrées jusqu'en 2010, période pendant laquelle les abondances étaient de l'ordre de $29-112 \times 10^3$ ind m^{-2} . A partir de 2011, une stabilisation de la croissance est observée avec des abondances qui n'ont pas dépassé les 10.7×10^3 ind m^{-2} . Toutefois, depuis quelques années, il semblerait se produire un changement dans la phénologie habituelle des *Dreissena sp.* Les larves étaient normalement observées presque exclusivement pendant la période estivale (juin-septembre), alors qu'à partir de 2017, ce modèle saisonnier habituel a changé avec une croissance des larves durant les mois d'hiver. Ce phénomène est très probablement dû à l'arrivée de l'espèce *Dreissena bugensis* fin 2015 dans le Léman, dont le développement a lieu plus précocement contrairement à *Dreissena polymorpha* déjà installée dans le Léman dès les années 1960. Une détermination à l'espèce des larves de *Dreissena* n'est malheureusement pas possible sans l'utilisation de méthodes moléculaires. En 2020, les larves de *Dreissena sp.* étaient déjà présentes dès le mois de février. En raison de la crise sanitaire et donc de l'interruption des échantillonnages, les données de mars-avril sont malheureusement manquantes. Le pic d'abondance est survenu en juin et la présence de *Dreissena sp.* a été observée jusqu'à fin septembre.

Les prochaines années seront fondamentales pour confirmer ce changement phénologique.

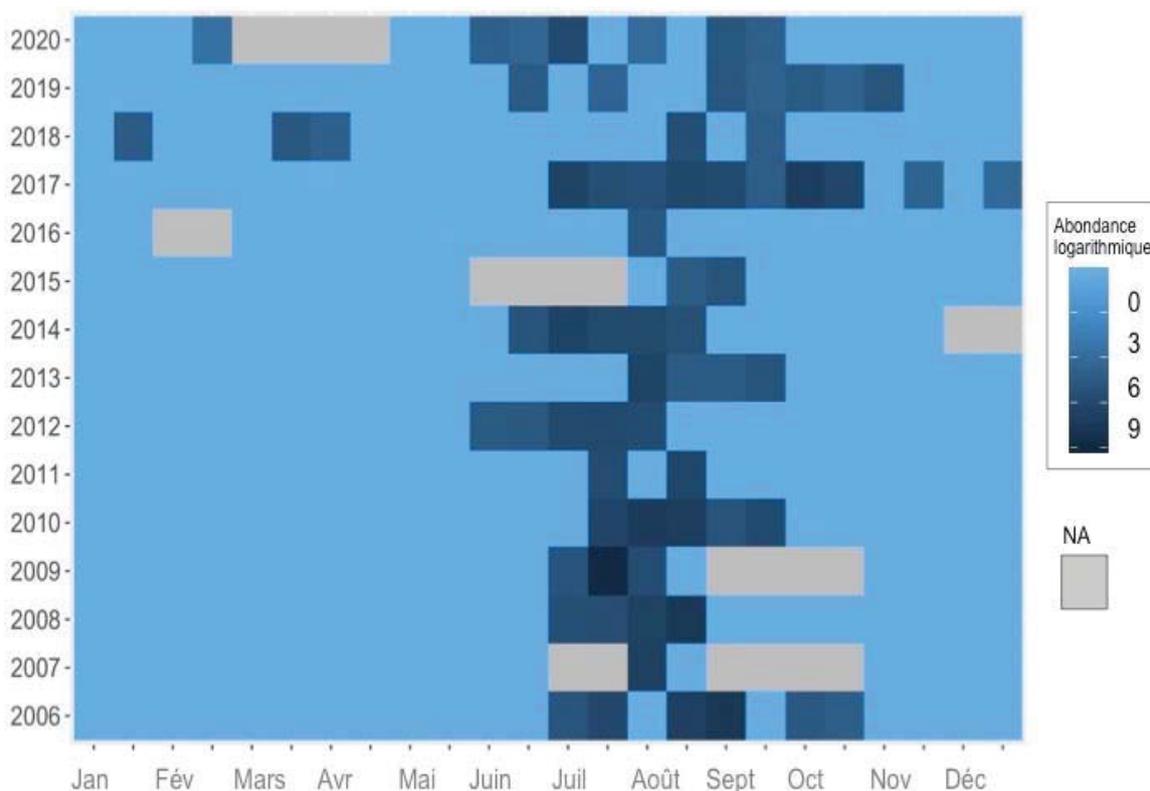


Figure 7 : Evolution interannuelle de la dynamique saisonnière de *Dreissena sp.* (Léman, SHL2). Les abondances sont exprimées en valeurs logarithmiques.

Figure 7 : Interannual variability in seasonal dynamic of *Dreissena sp.* (Lake Geneva, SHL2). Abundances are expressed as logarithmic values.

4. BIBLIOGRAPHIE

Anneville O, Chang C.W, Dur G, Souissi S, Rimet F et Hsieh C.H 2019. The paradox of re-oligotrophication: the role of bottom-up versus top-down controls on the phytoplankton community. *Oikos*. 128: 1666-1677, doi: 10.1111/oik.06399

ANNEVILLE O, VOGEL C, LOBRY J et GUILLARD J 2017. Fish communities in the Anthropocene : detecting drivers of changes in the deep peri-alpine Lake Geneva. *Inland Waters*, 7: 65-76.

BIRNBAUM, C (2011): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Dreissena polymorpha*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org.

LAINE L, PERGA, ME (2015). Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 127-136.

MCMAHON, RF (1996). The physiological ecology of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in North America and Europe. *American Zoologist*, 36(3), 339-363.

RIMET F (2020): Phytoplankton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2019.

VOGEL C (2014): Influence du changement global sur les peuplements piscicoles des lacs perialpins Léman, Bourget et d'Annecy. Rapport de stage. Master 2 recherche, Université Claude Bernard Lyon 1. 27p.